

# 互花米草入侵对河口湿地沉积物重金属累积效应

谢蓉蓉<sup>1,2</sup>, 吴如林<sup>1</sup>, 唐晨<sup>1</sup>, 赖月婷<sup>1</sup>, 龚开晟<sup>1</sup>, 李家兵<sup>1,2</sup>

(1. 福建师范大学环境科学与工程学院, 福州 350007;

2. 福建师范大学, 福建省污染控制与资源循环利用重点实验室, 福州 350007)

**摘要:** 为了探究互花米草(*Spartina alterniflora*)入侵对湿地沉积物重金属累积的效应, 选择典型亚热带河口湿地(闽江鳊鱼滩湿地)中未被入侵的短叶茳芩(*Cyperus malaccensis*)群落A、互花米草入侵斑块边缘B以及互花米草入侵斑块中央C三个典型区10个不同深度的Co、Ni、Cu、As进行研究, 并采用地累积指数法及潜在生态风险评价法进行评价。结果表明: (1) 三个采样点Co、Ni、Cu、As含量均随着互花米草入侵过程显著增加, 即C>B>A, 相比入侵前增量分别达到26.31%、19.66%、50.79%和16.93%; (2) 地累积指数法显示, 研究区域Co、Ni、Cu为轻度污染状态, As则处在强污染向极强污染过渡状态; (3) 潜在生态风险评价法显示, 研究区域Co、Ni、Cu的潜在生态风险轻微, As在A、B两点的潜在生态风险因子很强, C点为极强。两种评价方法均显示互花米草的入侵将一定程度上加剧重金属污染及其潜在的生态风险, 区域内As污染需引起重视。进一步分析表明沉积物Co、Ni、Cu、As与总碳、总氮、碳氮比、容重和地上生物量呈显著相关, 互花米草对湿地沉积物重金属累积的机制可能与其发达的地上生物量与地下密集根系结构有关。

**关键词:** 互花米草; 重金属; 湿地; 沉积物; 累积

河口湿地生态系统是海陆和大气之间相互作用的活跃地带, 径流水动力与潮汐作用剧烈, 物质交换频繁, 生化要素变化复杂<sup>[1]</sup>。重金属难降解且具有累积性, 在湿地生态系统中发生吸附、沉淀、扩散迁移等, 尤其当含量超过沉积物承载能力时, 河口湿地将成为重金属的重要次生污染源<sup>[2,3]</sup>。

国内外学者从各个方面展开湿地重金属累积效应研究。邵思婷等<sup>[4]</sup>探讨了pH、沉积物有机质含量、反应时间、重金属初始浓度和温度等因素对湿地重金属吸附的影响。Zhang等<sup>[5]</sup>发现沉积物的重金属含量要大于植物和水体含量。Kumar等<sup>[6]</sup>提出了重金属在水体、沉积物、植物及鱼类之间的传递累积作用。互花米草(*Spartina alterniflora*)被中国生态环境部列为最重要的16种外来入侵物种之一, 1979年作为生态修复工程植物从美国引入中国, 到2007年覆盖面积已达到34451 hm<sup>2</sup><sup>[7]</sup>。早在20世纪90年代Alberts等<sup>[8]</sup>就开展了互花米草各组织及其沉积物的重金属研究, 然而作为入侵物种的影响, 目前研究多偏重湿地营养盐和生态结构等方面<sup>[9,10]</sup>, 而对重金属的研究较少。陈权等<sup>[11]</sup>于2017年发现互花米草入侵显著提高了红树林湿地沉积物Cr、Cu、Ni、Zn和Mn的含量但未达到污染

收稿日期: 2019-04-11; 修订日期: 2019-11-14

基金项目: 福建省科技厅JK类项目(JK2017011)

作者简介: 谢蓉蓉(1987-), 女, 江苏张家港人, 博士, 副教授, 研究方向为流域河口污染物循环与环境水文过程、环境管理及环境数学模型。E-mail: xierr1118@163.com

通讯作者: 李家兵(1974-), 男, 安徽六安人, 博士, 副教授, 研究方向为近海岸环境生物地球化学循环、湿地生态恢复与管理及环境影响评价与管理。E-mail: lijiaqing@fjnu.edu.cn

水平。互花米草根系发达, 具有较强的促淤造陆能力, 能改变河口湿地生态系统的物质循环<sup>[9]</sup>, 但对重金属的影响也不容小觑, 其累积效应作用机理有待深入探讨。

基于此, 本文选取亚热带自然河口湿地中的闽江鳝鱼滩湿地, 对互花米草入侵湿地、入侵边缘湿地和未入侵的短叶荳苳 (*Cyperus malaccensis*) 湿地沉积物中 Co、Ni、Cu、As 四种重金属进行研究, 旨在探究互花米草入侵下湿地沉积物中重金属累积效应, 为互花米草入侵的湿地资源管理提供科学依据。

## 1 研究方法与数据来源

### 1.1 研究区与采样点概况

鳝鱼滩湿地 (26°00'36"~26°03'42"N, 119°34'12"~119°40'40"E) 是闽江河口面积最大的一块湿地, 该区域为中亚热带与南亚热带海洋性季风气候的过渡区, 降水丰沛, 气候湿润湿热, 年均气温为 19.85 °C, 年平均降水量 1906 mm。鳝鱼滩湿地的主要沉积物类型为滨海盐土, 呈弱酸性。主要植被类型包括短叶荳苳、扁穗莎草 (*Cyperus compressus*)、芦苇 (*Phragmites australis*) 和互花米草。

为探讨互花米草入侵对湿地沉积物重金属空间分布特征差异, 结合闽江河口潮滩湿地测量地图与实时在线卫星地图, 通过互花米草入侵轨迹布设三个研究样点 (图 1), 分别为短叶荳苳群落 (入侵前: A, 入侵年限: 0 年)、入侵斑块边缘 (入侵过程: B, 入侵年限: 0~3 年) 和互花米草入侵斑块中心 (入侵后: C, 入侵年限: 7~11 年)<sup>[12,13]</sup>。为避免不同淹水条件对重金属输移的影响<sup>[14]</sup>, 选择的三个研究样点间距尺度较小, 平均为 27 m, 距离潮沟最远的点为 100 m, 被潮沟淹没的时间相当。

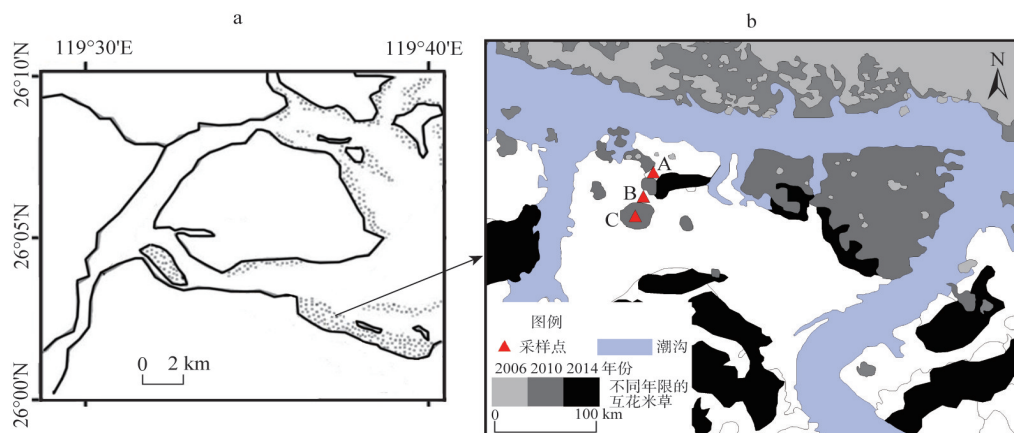


图 1 研究区域采样点示意图

Fig. 1 Sampling sites in the research area

### 1.2 实验设计

实验于 2017 年 8 月, 在 A、B、C 采样点位用潮滩湿地松软沉积物柱状采集及分割一体采样器 (直径为 10 cm, 长度为 80 cm) 分别采样, 每个点位采集三个重复柱样, 共采集 30 个。采集后对每根柱状样按 3 cm 一层的间距现场分割, 即分割为 0~3 cm、3~6 cm、6~9 cm、9~12 cm、12~15 cm、15~18 cm、18~21 cm、21~24 cm、24~27 cm 和 27~30 cm

的土样,各层土样装袋后分别置于采集箱保存,用便携式电导仪测定电导率(Spectrum Technologies Inc, USA)。采样完成后在实验室挑出杂物,自然风干后进行研磨,使其通过60目筛,将三个重复样同层次混合;再用玛瑙研钵对混合土样再次研磨,使其通过200目筛,最后装袋依次标号密封保存。

称取风干土样约0.04 g置于聚四氟乙烯(PTFE)内胆中,注入1.5 mL氢氟酸和0.5 mL浓硝酸后密封,放进涂有PTFE涂层的溶样罐内,在烘箱中以150 °C加热12 h。待PTFE内胆自然冷却后取出,加入0.25 mL高氯酸,在通风良好的150 °C的电热板上将PTFE内胆消解。待溶液蒸干结成晶体后,在PTFE内胆中注入1 mL HNO<sub>3</sub>和2 mL高纯水后密封,再次将内胆放置于溶样罐内,在烘箱中以150 °C回溶12 h。冷却至室温后,将胆内的溶液转移至PTFE瓶(50 mL)内,用超纯水稀释定容至50 mL后,振荡使其充分混合,过0.22 μm滤膜待测。每个样品做三个平行样。

### 1.3 测定及数据处理方法

考虑研究区域的污染特点,选取Co、Ni、Cu、As四种重金属研究,采用ICP-OES测定(PerkinElmer Optima 8000, USA)。土壤剖面第*i*层平均重金属元素密度( $C_i$ )和单位面积一定深度内(*j*到*n*层)重金属元素储量( $T_c$ )的计算公式为:

$$C_i = D_i \times M_c \quad (1)$$

$$T_c = \sum_{i=j}^n C_i \times d_i \quad (2)$$

式中: $C_i$ 为重金属元素密度(kg/m<sup>3</sup>); $T_c$ 为重金属储量(10 g/m<sup>2</sup>); $D_i$ 为第*i*层的土壤容重(g/cm<sup>3</sup>); $M_c$ 为相应的土壤重金属元素含量(g/kg); $d_i$ 为第*i*层的厚度(cm);*n*为土壤剖面分割的层数(层)。

使用Origin 8软件对不同样地重金属含量和储量数据进行统计作图,使用SPSS 17.0软件对总碳、总氮等理化性质进行Pearson和Spearman相关性分析。

### 1.4 重金属综合评价法

为避免单一评价方法的片面性,采用地累积指数法和潜在生态风险指数法对研究区域湿地沉积物重金属进行综合分析评价。

#### 1.4.1 地累积指数法

地累积指数法是一种考虑人为污染因素和环境地球化学背景值等因素,对沉积物中重金属污染的累积效应进行评价的方法<sup>[15]</sup>,其计算公式如下:

$$I_{geo} = \log_2[C_n / (K \times B_n)] \quad (3)$$

式中: $I_{geo}$ 为地累积指数; $C_n$ 为在沉积物中某一重金属的实际含量(mg/kg); $K$ 为校正系数,作为校正不同区域由于岩性差异引起背景值变动的系数,一般取1.5; $B_n$ 为沉积岩中某种重金属元素的地球化学背景值(mg/kg),本文采用福建沉积物重金属环境背景值作为 $B_n$ <sup>[16]</sup>,如表1所示。沉积物重金属地累积指数和污染程度分级如表2所示。

表1 福建省海岸带沉积物重金属背景值

Table1 Background values of sediment heavy metals in the coastal zone of Fujian province

重金属	样本数/个	范围/(mg/kg)	平均值/(mg/kg)	重金属	样本数/个	范围/(mg/kg)	平均值/(mg/kg)
Co	123	1.36~91.48	7.41	Cu	123	6.50~99.10	21.60
Ni	123	2.30~223.40	13.50	As	123	0.42~35.90	5.78

表2 沉积物重金属地累积指数和污染程度的分级

Table 2 Geo-accumulation index of heavy metals and their grades in sediments

$I_{geo}$	分级	污染程度	$I_{geo}$	分级	污染程度
$I_{geo}<0$	0	无污染	$3\leq I_{geo}<4$	4	强污染
$0\leq I_{geo}<1$	1	无污染~轻度污染	$4\leq I_{geo}<5$	5	强污染~极强污染
$1\leq I_{geo}<2$	2	中度污染	$I_{geo}\geq 5$	6	极强污染
$2\leq I_{geo}<3$	3	中度污染~强污染			

#### 1.4.2 潜在生态风险指数法

瑞典学者 Hakanson<sup>[15]</sup>提出的潜在生态风险指数法，利用总量分析结果与区域背景值比较，消除区域差异的影响。其公式为：

$$RI = \sum_i^m E_r^i \sum_i^m T_r^i \times \frac{C^i}{C_n^i} \quad (4)$$

式中： $RI$ 为生态风险指数； $E_r^i$ 为单一金属潜在生态风险因子； $T_r^i$ 为不同重金属生物毒性系数（本文采用的 $T_r^i$ 值为徐争启等<sup>[17]</sup>的推荐值，表3）； $C^i$ 为实测样品浓度（mg/kg）； $C_n^i$ 为沉积物背景参考值（mg/kg）。沉积物中重金属潜在生态风险分级标准见表4。

表3 沉积物中不同重金属的生物毒性系数

Table 3 Toxicity coefficient of different heavy metals in sediments

(mg/kg)

元素	Co	Ni	Cu	As
$T_r^i$	5	5	5	10

表4 重金属潜在生态风险度分级

Table 4 Potential ecological risk assessment of heavy metals

潜在生态风险度	轻微	中度	强	很强	极强
生态风险因子 $E_r^i$	$E_r^i < 40$	$40 \leq E_r^i < 80$	$80 \leq E_r^i < 160$	$160 \leq E_r^i < 320$	$E_r^i \geq 320$
生态风险指数 $RI$	$RI < 150$	$150 \leq RI < 300$	$300 \leq RI < 600$	$RI \geq 600$	—

## 2 结果分析

### 2.1 互花米草入侵过程群落的植被特征

表5为互花米草入侵过程中群落的植被特征，由表5可见：随着互花米草入侵轨迹，群落平均高度和地上生物量均逐渐增加，即C>B>A；群落植株密度有所下降，表现为C<B<A；田间持水量变化无明显规律。

表5 互花米草入侵过程中群落的植被特征

Table 5 Vegetation characteristics of the community for different *Spartina alterniflora* invasion periods

	平均高度/m	地上生物量/(g/m <sup>2</sup> )	植株密度/(株/m <sup>2</sup> )	田间持水量/%
A	0.45	$3.99 \times 10^2$	130±11	44.11±3.65
B	1.00	$13.45 \times 10^2$	121±10	43.88±8.37
C	1.50	$24.42 \times 10^2$	116±8	44.98±3.75

### 2.2 互花米草入侵过程沉积物理化指标的时空分布

互花米草入侵过程中沉积物理化指标的时空分布见图2，由图2可

知：电导率在互花米草入侵短叶荻后表现为B>C>A，从表层到底层呈现上升趋势；pH值表现为A>B>C，垂直方向上又分别降低；容重表现为A>B>C，表层到底层变化并不



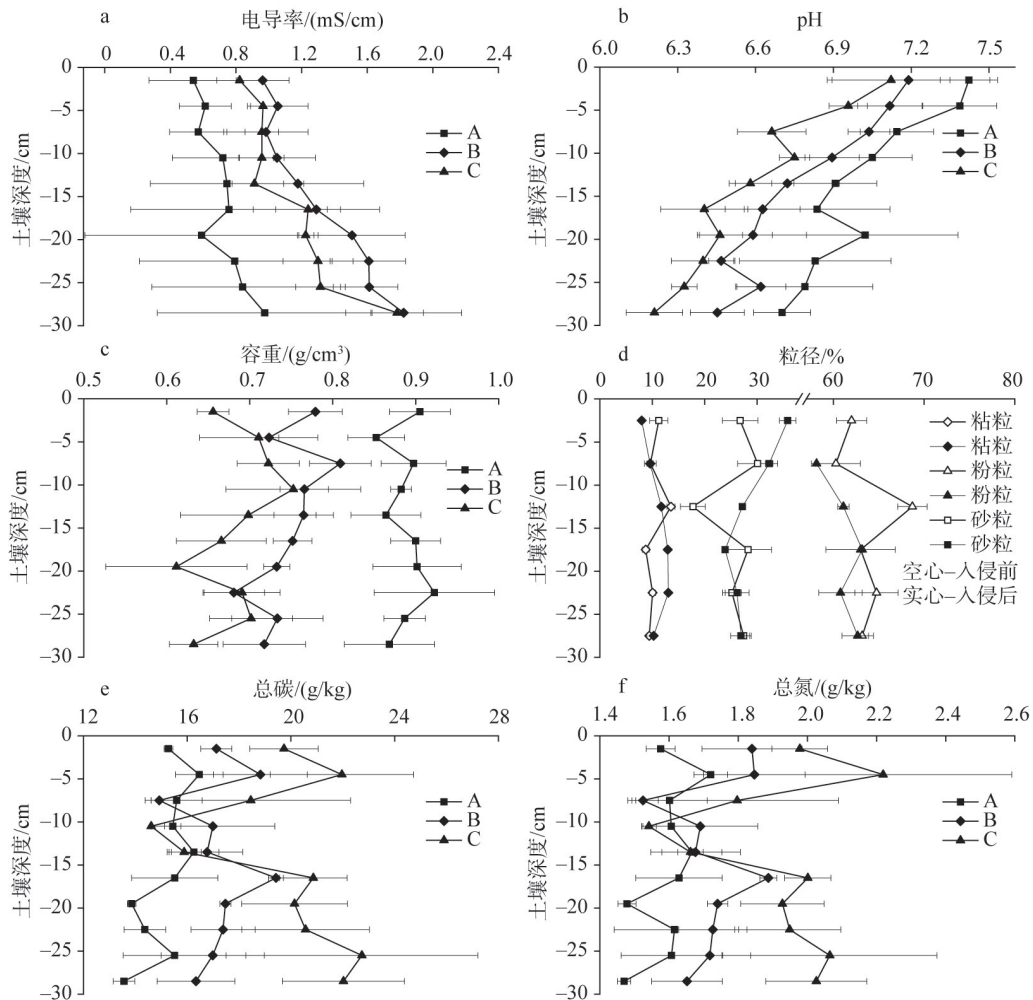


图2 互花米草入侵过程中沉积物理化指标时空分布

Fig. 2 Vertical distribution of physicochemical properties for different *Spartina alterniflora* invasion periods

明显。与入侵前相比，入侵后湿地表层沉积物的粘粒、粉粒比例降低，砂粒比例增加。随着互花米草入侵，三个采样点湿地沉积物中总碳、总氮含量在垂直方向呈现上升趋势。

### 2.3 互花米草入侵过程沉积物重金属含量垂直分布

图3为不同采样点沉积物重金属含量的垂直变化图，垂向上变化无明显规律。不同重金属的含量测定结果表现为As>Cu>Ni>Co。鳊鱼滩湿地沉积物中Co、Ni、Cu、As四种重金属含量均随互花米草入侵过程显著增加，体现为C>B>A。相关研究表明，除了岩石自然风化和侵蚀的自然作用外，重金属Cu主要来自于工业污水排放及船舶交通、化学肥料等人类活动，Co和As主要来自于工业及农业生产活动，Ni主要来自于以工业为主的排污污染<sup>[18]</sup>。鳊鱼滩湿地地处闽江福州段下游，而闽江福州段上游工业废水和化肥施用的农业用水从沿岸进入，水动力条件受互花米草根茎阻挡会相应减弱，重金属污染物随之吸附沉降<sup>[19]</sup>；而在涨潮时下游的重金属污染物会被带回上游并滞留，造成二次吸附沉降<sup>[20]</sup>。此外，互花米草枯萎死亡后，重金属通过其发达的根茎分解作用返回到沉积物中<sup>[21]</sup>。

闽江口鳊鱼滩湿地重金属和其他物理生物化学指标的相关性分析见表6。根据表6可

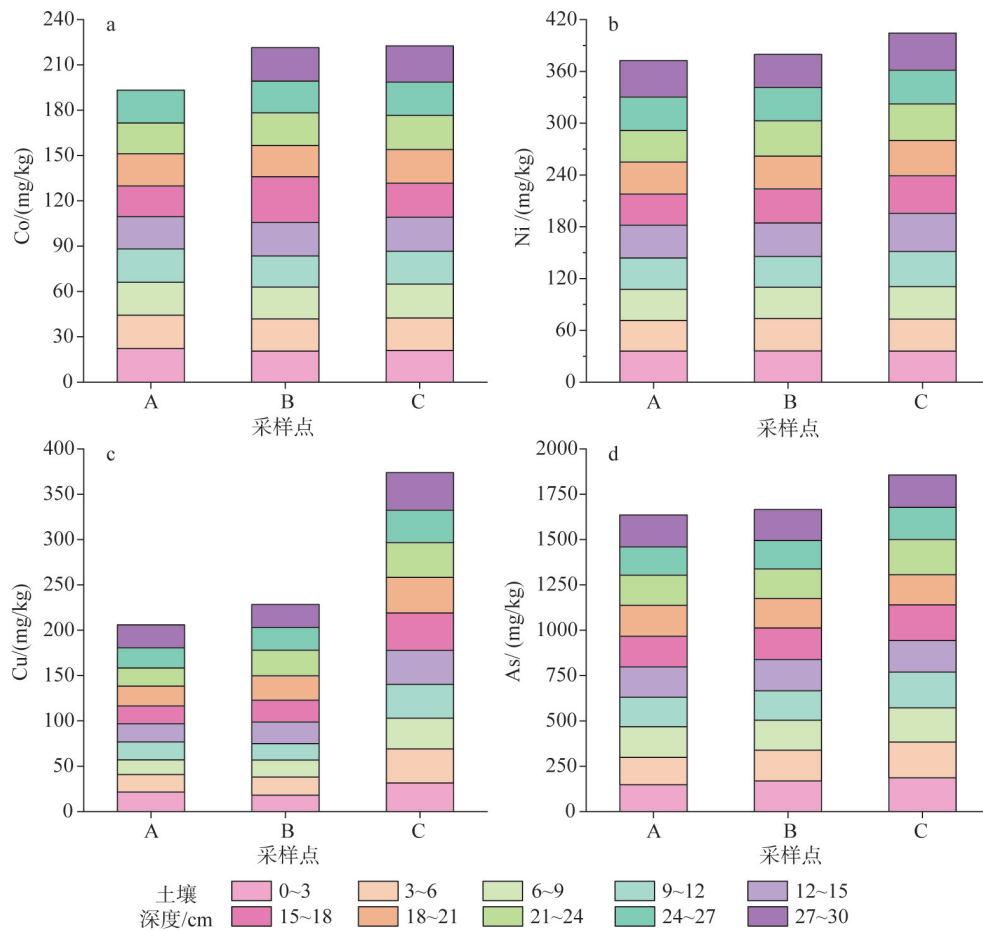


图3 互花米草入侵过程中沉积物重金属垂直分布

Fig. 3 Vertical distribution of sediment heavy metals for different *Spartina alterniflora* invasion periods

知，鳝鱼滩湿地中Co、Ni、Cu两两相关，且相关性显著，Cu、As与总碳、总氮、碳氮比、pH、容重的相关性显著，这表明沉积物的理化性质会影响鳝鱼滩湿地沉积物中的重金属变化。相关研究表明，河口沉积物中的粘土矿物或有机质能够通过碳酸盐、硫化物形式进入土壤，同时还可以吸附重金属，其中Cu具有较强的络合能力，在高pH值下有机质电负性强，利于有机质与金属离子结合<sup>[22]</sup>。陈权等<sup>[11]</sup>的研究表明互花米草相比于红树林植物具备更出色的固碳能力，能有效促进重金属在体内沉积。本文沉积物中的重金属Co、Cu、As与总碳相关性显著，表明环境中这三种金属易与有机碳发生络合作用<sup>[20]</sup>，由此推测互花米草的固碳能力有助于Co、Cu、As在湿地累积。Ni与总碳、总氮、碳氮比的相关性不高，推测应存在其他影响其迁移转化的特性。此外，Co、As与电导率之间相关性不显著，四种重金属的含量与粒径相关性不显著。最后，通过Spearman相关分析，发现Co、Ni、Cu、As与地上生物量均呈现显著相关，说明互花米草生物量对湿地沉积物重金属累积具有明显的积极作用<sup>[23]</sup>。

由表7可知，与福建省海岸带沉积物重金属背景值相比，研究区域Co、Ni和Cu含量在区间内，而As含量则远远高于背景区间，表明近20多年河口区域As富集显著。与国

表6 研究区域重金属与物理生物化学指标的相关性分析

Table 6 Correlation analysis for sediment heavy metals and other physical biochemistry characteristics in the research area

相关性评价方法	指标	Co	Ni	Cu	As
Pearson 相关	Co	1			
	Ni	0.697**	1		
	Cu	0.539**	0.726**	1	
	As	0.334	0.451**	0.710**	1
	总碳	0.394*	0.308	0.663**	0.479**
	总氮	0.311	0.228	0.628**	0.503**
	碳氮比	-0.244	-0.207	-0.550**	-0.434*
	电导率	0.338	0.500**	0.438**	0.166
	pH	-0.461*	-0.775**	-0.678**	-0.401*
	容重	-0.585**	-0.619**	-0.936**	-0.692**
	黏粒比例	0.444	0.328	0.155	0.168
	粉粒比例	0.343	0.040	-0.164	0.070
	沙粒比例	-0.428	-0.163	0.045	-0.126
Spearman 相关 <sup>a</sup>	地上生物量	1.000**	1.000**	1.000**	1.000**

注：\*、\*\*分别表示  $P < 0.05$ 、 $P < 0.01$ ；a 为地上生物量的相关取 A、B、C 三个采样点四种金属的平均值，样本量不满足 Pearson 相关分析条件，进行 spearman 分析。

表7 研究区域与其他类似区域重金属含量对比结果

Table 7 Comparison of heavy metal concentration between the research area in this paper and other similar research areas

研究区域	Co	Ni	Cu	As	(mg/kg) 文献来源
鳊鱼滩	20.56~30.28	35.69~44.17	18.06~41.25	156.53~196.94	本文
福建省海岸带沉积物重金属背景值	1.36~91.48	2.3~223.4	6.5~99.1	0.42~35.9	[16]
江苏如东互花米草盐沼湿地	—	3.74	6.66	6.68	[24]
黄河口新生湿地	9.7~16.1	24.51~40.85	16.85~33.87	—	[25]
华东沿海滩涂	—	—	2.8~370	1.1~27.2	[26]
包头市南海湿地	—	87.67	111.18	75.1	[27]
辽河口盐沼湿地	—	—	24.29	12.23	[28]
云南河流湿地	24.6~56.5	34.5~64.7	57.3~650	754~4948	[29]
澳大利亚悉尼河口红树林湿地	0.2~23	0.66~48	1.0~206	0.52~35	[30]
越南巴拉特河口	—	—	14.9~67.2	6.9~31.0	[31]
阿根廷布拉卡海湾湿地	—	5.18~11.37	8.86~15.51	—	[32]
印度贝兰杜尔湖泊湿地	—	15.1~138.4	105~1147.8	—	[33]
印度马特拉河口湿地	46~196.7	—	51.8~189	—	[34]

注：表中“—”表示文献中没有报告相关的数据。

内外其他类似区域相比，研究区域 Co、Ni 和 Cu 含量处于相当或者略低的水平，而 As 含量虽然未达到河流湿地的污染程度，但明显高于其他类似河口区域，As 主要存在农药和杀虫剂中，闽江下游两岸农田众多，是导致研究区域 As 含量偏高的主要原因<sup>[35]</sup>。

#### 2.4 互花米草入侵过程沉积物重金属储量垂直分布

根据互花米草入侵过程中沉积物重金属储量变化（图4）可知，互花米草入侵确实

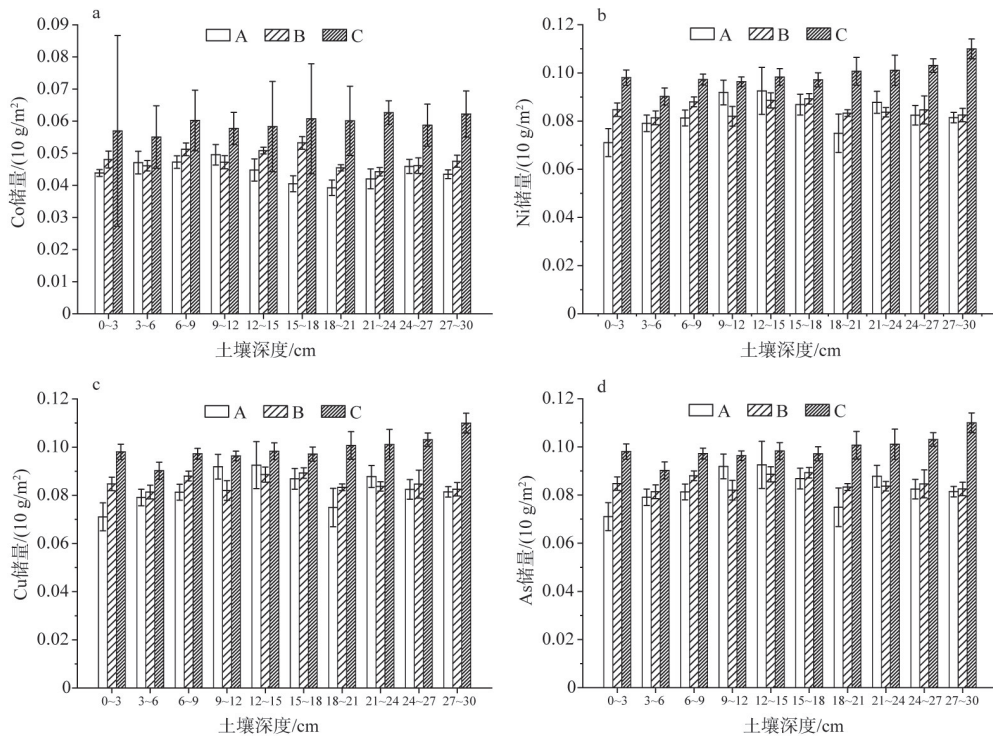


图4 互花米草入侵过程中沉积物重金属储量变化

Fig. 4 Vertical distribution of sediment heavy metals retention for different *Spartina alterniflora* invasion periods

能对原生湿地环境产生较大的影响，不同土层中重金属的储量随着入侵过程有较为明显的上升趋势。0~3 cm、6~9 cm、15~21 cm、24~30 cm土层的各金属储量表现尤为明显，表现为C>B>A。

表8为互花米草入侵过程中湿地沉积物（0~30 cm）重金属总储量变化结果，由表8可知：0~30 cm 鳊鱼滩湿地沉积物重金属总储量的变化均表现为C>B>A，四种重金属总储量百分比变化表现为Cu>Co>Ni>As。对比结果来看，入侵后Co总储量相比入侵前的总储量增加了26.31%；入侵后Ni总储量相比入侵前的总储量增加了19.66%；入侵后Cu总储量相比入侵前的总储量增加了50.79%；入侵后As总储量相比入侵前的总储量增加了16.93%。实验数据可以表明互花米草的入侵确实能显著增加湿地沉积物的重金属储量。

虽然土著种短叶茼蒿植物群落对沉积物中的重金属也有一定累积，但互花米草是C<sub>4</sub>植物，根系发达，在同等生长条件下更能有效摄取地下可利用资源，使其具有强大的竞争力。充足的地上生物量分配、合理的器官养分和碳氮比均是互花米草能成功入侵的主

表8 互花米草入侵过程中湿地沉积物（0~30 cm）重金属总储量变化

Table 8 Changes of heavy metals retention in wetland sediments (0-30 cm)

for different *Spartina alterniflora* invasion periods

( $\text{g/m}^2$ )

点位	Co	Ni	Cu	As
A	4.56±0.92	8.29±0.51	5.08±0.44	37.27±1.58
B	4.80±0.18	8.48±0.29	5.48±0.32	38.17±4.65
C	5.76±0.25	9.92±0.36	7.66±0.58	43.58±1.69



要原因<sup>[9]</sup>。

## 2.5 鳝鱼滩湿地沉积物重金属风险评价

### 2.5.1 地累积指数评价

采用地累积指数法对研究区域湿地沉积物中的重金属进行评价,结果如表9所示。Co在A、B两点均表现出轻度污染,在C点表现出中度污染;Ni在三个采样点均表现出轻度污染;Cu在A点无污染,在B、C两点表现出轻度污染;As在三个采样点的污染程度均由强污染向极强污染过渡。鳝鱼滩湿地沉积物地累积指数,从重金属种类上看表现为As>Co>Ni>Cu,从入侵进程来看表现为C>B>A。

表9 研究区域沉积物重金属地累积指数评价结果

Table 9 Geo-accumulation index of sediment heavy metals in the research area

采样点	Co		Ni		Cu		As	
	$I_{geo}$	级数	$I_{geo}$	级数	$I_{geo}$	级数	$I_{geo}$	级数
A	0.961	1	0.881	1	-0.627	0	4.234	5
B	0.986	1	0.899	1	0.174	1	4.260	5
C	1.001	2	0.998	1	0.884	1	4.420	5

### 2.5.2 潜在生态风险评价

研究区域湿地沉积物中重金属的潜在生态系数评价结果见表10。背景值采用福建省沉积物重金属背景值(表1)。

鳝鱼滩湿地重金属潜在生态风险程度为As>Co>Ni>Cu,而单因子重金属潜在生态风险系数表现为C>B>A。其中,Co、Ni、Cu的潜在生态风险系数小于40,潜在生态风险轻微。As在A、B两点的潜在生态风险因子很强;而在C点超过320,转变为极强。综合分析来看,鳝鱼滩湿地生态风险指数主要由As贡献。鳝鱼滩湿地A、B、C三个采样点RI在315.52~359.73范围内,均超过300,潜在的生态风险很强。上述评价结果与地累积指数法的结果基本一致,可见需要对本区域As污染治理工作引起重视。

表10 研究区域沉积物重金属潜在生态风险指数评价结果

Table 10 Potential ecological risk index of sediment heavy metals in the research area

采样点	$E_i^i$				RI
	Co	Ni	Cu	As	
A	14.60	13.81	4.86	282.25	315.52
B	14.85	13.98	5.29	287.44	321.56
C	15.01	14.97	8.65	321.10	359.73

## 3 结论

生物入侵是严峻的全球性问题,给全球经济与环境管理带来冲击<sup>[36]</sup>。互花米草自身繁殖迅速,现已在我国沿海地区大面积扩散。本实验发现,互花米草的入侵能明显增加短叶荳芰湿地沉积物的重金属储量,均表现为C>B>A。四种重金属总储量百分比变化表现为Cu>Co>Ni>As。此外,互花米草群落的植株密度和植株高度对沉积物重金属含量有显著的正效应。

目前研究区域Co、Ni、Cu、As的重金属含量均大于福建省海岸带沉积物的背景

值, 与国内外湿地相比也处在中等位置。通过地累积指数法和潜在生态风险评价法评价, 目前区域内 As 污染较为严重。Co、Cu、As 的累积效应与互花米草的固碳能力有关, 互花米草为 C<sub>4</sub>植物, 根系发达, 生产力高, 其生物入侵将进一步加剧区域 As 污染, 应当引起重视。

互花米草作为外来入侵物种, 出色的繁殖能力会极大地威胁到土著种的生存, 加上缺少天敌克制, 互花米草一旦爆发很难限制, 将严重损害生态系统的生物多样性, 形成无法挽回的生态后果与经济损失。互花米草对重金属的富集可显著改变湿地生态系统的生化循环过程<sup>[37]</sup>, 此外地下生物量的变化也可能在一定程度上导致不同区域重金属含量的差异, 需要进一步研究并针对互花米草可能入侵的区域进行预警响应并开展相应的治理措施。

### 参考文献(References):

- [1] HUGHES C E, BINNING P, WILLGOOSE G R. Characterisation of the hydrology of an estuarine wetland. *Journal of Hydrology*, 1998, 211(1-4): 34-49.
- [2] DONG Y, ROSENBAUM R K, HAUSCHILD M Z. Metal toxicity characterization factors for marine ecosystems: Considering the importance of the estuary for freshwater emissions. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2018, 23(8): 1641-1653.
- [3] MUSTAPHA H I, BRUGGEN J J A V, LENS P N L. Fate of heavy metals in vertical subsurface flow constructed wetlands treating secondary treated petroleum refinery wastewater in Kaduna, Nigeria. *International Journal of Phytoremediation*, 2017, 20(1): 44-53.
- [4] 邵思婷, 邓红梅, 宋永欣, 等. 湿地沉积物对铊、镉的吸附性能. *环境化学*, 2018, 37(7): 94-104. [SHAO S T, DENG H M, SONG Y X, et al. Adsorption of thallium and cadmium by wetland sediments. *Environmental Chemistry*, 2018, 37(7): 94-104.]
- [5] ZHANG M, CUI L, SHENG L, et al. Distribution and enrichment of heavy metals among sediments, water body and plants in Hengshuihu Wetland of Northern China. *Ecological Engineering*, 2009, 35(4): 563-569.
- [6] KUMAR M, GUPTA N, RATN A, et al. Biomonitoring of heavy metals in River Ganga water, sediments, plant, and fishes of different trophic levels. *Biological Trace Element Research*, 2020, 193: 536-547.
- [7] ZUO P, ZHAO S, LIU C, et al. Distribution of *Spartina spp.* along China's coast. *Ecological Engineering*, 2012, 40: 160-166.
- [8] ALBERTS J J, PRICE M T, KANIA M. Metal concentrations in tissues of *Spartina alterniflora* (Loisel.) and sediments of Georgia salt marshes. *Estuarine Coastal & Shelf Science*, 1990, 30(1): 47-58.
- [9] 王维奇, 徐玲琳, 曾从盛, 等. 闽江河口湿地互花米草入侵机制. *自然资源学报*, 2011, 26(11): 1900-1907. [WANG W Q, XU L L, ZENG C S, et al. Invasion mechanism of *Spartina alterniflora* in Minjiang River Estuarine Wetland. *Journal of Natural Resources*, 2011, 26(11): 1900-1907.]
- [10] 金宝石, 高灯州, 杨平, 等. 闽江河口区互花米草入侵不同年限下湿地土壤有机碳变化. *自然资源学报*, 2016, 31(4): 608-619. [JIN B S, GAO D Z, YANG P, et al. Changes of soil organic carbon with different years of *Spartina alterniflora* invasion in wetlands of Minjiang River Estuary. *Journal of Natural Resources*, 2016, 31(4): 608-619.]
- [11] 陈权, 马克明. 互花米草入侵对红树林湿地沉积物重金属累积的效应与潜在机制. *植物生态学报*, 2017, 41(4): 26-34. [CHEN Q, MA K M. Effects of *Spartina alterniflora* invasion on enrichment of sedimental heavy metals in a mangrove wetland and the underlying mechanisms. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 2017, 41(4): 26-34.]
- [12] LI J, LAI Y, XIE R, et al. Sediment phosphorus speciation and retention process affected by invasion time of *Spartina alterniflora* in a subtropical coastal wetland of China. *Environmental Science and Pollution Research*, 2018, 25: 35365-35375.
- [13] XIE R, ZHU Y, LI J, et al. Changes in sediment nutrients following *Spartina alterniflora* invasion in a subtropical estuarine wetland, China. *Catena*, 2019, 180: 16-23.
- [14] 杨丹, 谢宗强, 樊大勇, 等. 三峡水库蓄水对消落带土壤 Cu、Zn、Cr、Cd 含量的影响. *自然资源学报*, 2018, 33(7):

- 1283-1290. [YANG D, XIE Z Q, FAN D Y, et al. The effect of water fluctuation on the contents of soil Cu, Zn, Cr and Cd at the riparian area of Three Gorges Reservoir. *Journal of Natural Resources*, 2018, 33(7): 1283-1290.]
- [15] HAKANSON L. An ecological risk index for aquatic pollution control: A sediment ecological approach. *Water Research*, 1980, 14(8): 975-1001.
- [16] 刘用清. 福建省海岸带土壤环境背景值研究及其应用. *海洋环境科学*, 1995, 14(2): 68-73. [LIU Y Q. Study and application of the soil environmental background values in Fujian coastal zone. *Marine Environmental Science*, 1995, 14(2): 68-73.]
- [17] 徐争启, 倪师军, 庾先国, 等. 潜在生态危害指数法评价中重金属毒性系数计算. *环境科学与技术*, 2008, 31(2): 112-115. [XU Z Q, NI S J, TUO X G, et al. Calculation of heavy metals' toxicity coefficient in the evaluation of potential ecological risk index. *Environmental Science & Technology*, 2008, 31(2): 112-115.]
- [18] 车继鲁, 余树全, 张鑫, 等. 瓯江下游流域河流沉积物重金属污染特征、来源及潜在生态风险评价. *生态科学*, 2017, 36(4): 176-184. [CHE J L, YU S Q, ZHANG X, et al. Pollution characteristics, sources and potential ecological risk of heavy metals in surface sediment from the lower Ou River. *Ecological Science*, 2017, 36(4): 176-184.]
- [19] 林祥. 闽江污染物入海量变化趋势研究. *环境保护科学*, 2018, 44(5): 101-105, 117. [LI X. Study of the change trend of the total pollutants of Minjiang River into the sea. *Environmental Protection Science*, 2018, 44(5): 101-105, 117.]
- [20] MUDD S M, D'ALPAOS A, MORRIS J T. How does vegetation affect sedimentation on tidal marshes?: Investigating particle capture and hydrodynamic controls on biologically mediated sedimentation. *Journal of Geophysical Research Earth Surface*, 2010, 115: F03029. <https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1029/2009JF001566>.
- [21] 徐艳. 互花米草和芦苇生长及枯落物分解过程中重金属的累积迁移特征. 上海: 华东师范大学, 2018. [XU Y. Accumulation and transportation of heavy metals during the growth and decomposition of *Spartina alterniflora* and *Phragmites australis*. Shanghai: East China Normal University, 2018.]
- [22] 陈浩, 吉力力·阿不都外力, 刘文, 等. 博尔塔拉河沿岸土壤重金属含量特征与有机质、pH值的关系. *水土保持研究*, 2016, 23(5): 210-213. [CHEN H, JILILI A, LIU W, et al. Correlation between heavy metals organic matter, pH value in the soils along the Bortala River. *Research of Soil and Water Conservation*, 2016, 23(5): 210-213.]
- [23] 陈莲, 高建华, 冯振兴, 等. 重金属在互花米草盐沼湿地中的富集及迁移规律. *南京大学学报: 自然科学版*, 2014, (5): 695-705. [CHEN L, GAO J H, FENG Z X, et al. The regular pattern of enrichment and migration of heavy metals in *S. alterniflora* marsh. *Journal of Nanjing University: Natural Sciences*, 2014, (5): 695-705.]
- [24] 张龙辉, 杜永芬, 王丹丹, 等. 江苏如东互花米草盐沼湿地重金属分布及其污染评价. *环境科学*, 2014, 35(6): 2401-2410. [ZHANG L H, DU Y F, WANG D D, et al. Distribution patterns and pollution assessments of heavy metals in the *Spartina alterniflora* salt-marsh wetland of Rudong, Jiangsu province. *Environmental Science*, 2014, 35(6): 2401-2410.]
- [25] 王启栋, 宋金明, 李学刚, 等. 黄河口新生湿地沉积物中的金属元素及其环境指示意义. *海洋科学集刊*, 2016, (1): 233-244. [WANG Q D, SONG J M, LI X G, et al. Metal elements in the sediment of the newly created wetlands of Yellow River Estuary and their environmental significances. *Studia Marina Sinica*, 2016, (1): 233-244.]
- [26] 张明, 鲍征宇, 陈国光, 等. 华东沿海滩涂区表层沉积物重金属含量特征及风险评价. *环境科学*, 2017, 38(11): 4513-4524. [ZHANG M, BAO Z Y, CHEN G G, et al. Characteristics and risks of heavy metals content in surface sediment of tidal flat areas in Eastern China. *Environmental Science*, 2017, 38(11): 4513-4524.]
- [27] 李卫平, 王非, 杨文焕, 等. 包头市南海湿地土壤重金属污染评价及来源解析. *生态环境学报*, 2017, 26(11): 1977-1984. [LI W P, WANG F, YANG W H, et al. Pollution assessment and source apportionment of heavy metals in Nanhai wetland soil of Baotou city. *Ecology and Environmental Sciences*, 2017, 26(11): 1977-1984.]
- [28] 刘泽正, 汪芳芳, 解成杰, 等. 辽河口盐沼湿地表层沉积物重金属污染评价. *北京师范大学学报: 自然科学版*, 2018, 54(1): 144-149. [LIU Z Z, WANG F F, XIE C J, et al. Assessing heavy metal pollution in surface sediments of salt-marshes in Liaohe Estuary. *Journal of Beijing Normal University: Natural Science*, 2018, 54(1): 144-149.]
- [29] WANG Z, HOU L, LIU Y, et al. Metal contamination in a riparian wetland: Distribution, fractionation and plant uptake. *Chemosphere*, 2018, 200: 587-593.
- [30] NATH B, CHAUDHURI P, BIRCH G. Assessment of biotic response to heavy metal contamination in *Avicennia marina* mangrove ecosystems in Sydney Estuary, Australia. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2014, 107: 284-290.
- [31] THINH N V, AKINORI O, HOANG N T, et al. Arsenic and heavy metal contamination in soils under different land use in an estuary in Northern Vietnam. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2016, 13(11): 1091.
- [32] SIMONETTI P, BOTTÉ S E, MARCOVECCHIO J E. Occurrence and spatial distribution of metals in intertidal sediments of a temperate estuarine system (Bahía Blanca, Argentina). *Environmental Earth Sciences*, 2017, 76: 636.

- [33] RAMACHANDRA T V, SUDARSHAN P B, MAHESH M K, et al. Spatial patterns of heavy metal accumulation in sediments and macrophytes of Bellandur wetland, Bangalore. *Journal of Environmental Management*, 2018, 206: 1204-1210.
- [34] GHOSH S, BAKSHI M, KUMAR A, et al. Assessing the potential ecological risk of Co, Cr, Cu, Fe and Zn in the sediments of Hooghly-Matla estuarine system, India. *Environmental Geochemistry and Health*, 2019, 41(1): 53-70.
- [35] 李洋, 陈卫锋, 魏然, 等. 闽江福州段沉积物中重金属的分布特征及其毒性和生态风险评价. *环境科学学报*, 2016, 36(5): 1792-1799. [LI Y, CHEN W F, WEI R, et al. Distribution characteristics, toxicity and risk assessment of heavy metals in sediments of Minjiang River in Fuzhou city. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2016, 36(5): 1792-1799.]
- [36] SIMBERLOFF D, MARTIN J L, GENOVESI P, et al. Impacts of biological invasions: What's what and the way forward. *Trends in Ecology & Evolution*, 2013, 28(1): 58-66.
- [37] NEGRIN V L, BOTTÉS E, COLLAN S, et al. Uptake and accumulation of metals in *Spartina alterniflora* salt marshes from a South American estuary. *Science of the Total Environment*, 2019, 649: 808-820.

## Heavy metal accumulation affected by *Spartina alterniflora* invasion in estuarine wetland sediments

XIE Rong-rong<sup>1,2</sup>, WU Ru-lin<sup>1</sup>, TANG Chen<sup>1</sup>, LAI Yue-ting<sup>1</sup>, GONG Kai-sheng<sup>1</sup>, LI Jia-bing<sup>1,2</sup>

(1. College of Environmental Science and Engineering, Fujian Normal University, Fuzhou 350007, China;

2. Key Laboratory of Pollution Control and Resource Recycling of Fujian Province, Fujian Normal University, Fuzhou 350007, China)

**Abstract:** In this paper, three sampling sites, namely a non-invaded *Cyperus malaccensis* wetland (A), a *Spartina alterniflora*-invaded patch edge (B) and a *Spartina alterniflora*-invaded wetland (C) were selected to examine the effects of *Spartina alterniflora* invasion on heavy metal accumulation in estuarine wetland sediments. Sediment Cobalt (Co), Nickel (Ni), Copper (Cu) and Arsenic (As) at 10 different depths were analyzed and then evaluated using geo-accumulation indexes and potential ecological risks evaluation methodology. The results suggested that: (1) Co, Ni, Cu and As in sediments increased with the invasive time of *Spartina alterniflora* (i.e. C>B>A), and the retention of Co, Ni, Cu and As increased by 26.31%, 19.66%, 50.79% and 16.93%, respectively. (2) According to the geo-accumulation indexes, Co, Ni and Cu in the research area were slightly polluted and As experienced a transitional period from strongly polluted to extremely polluted. (3) The potential ecological risks of Co, Ni and Cu were low, however As at sites A and B was in high potential ecological risk and that at site C was in very high risk. The results of both methods showed that *Spartina alterniflora* invasion increased heavy metal pollution and potential ecological risks. And more attention should be given to the As pollution in the research area. Finally, the heavy metals in sediments were significantly correlated with total carbon, total nitrogen, C/N, bulk density and aboveground biomass, which indicated that the accumulation of heavy metals might be related to the developed biomass aboveground and the dense root structure underground of *Spartina alterniflora*.

**Keywords:** *Spartina alterniflora*; heavy metal; wetland; sediment; accumulation